

Aus dem Hygiene-Institut
der
Johannes Gutenberg-Universität

Untersuchungen zur Abwasser-Chlorung
am Beispiel der Kläranlage Amman

Inauguraldissertation
zur Erlangung des Doktorgrades der
Medizin
der Johannes Gutenberg-Universität
dem Fachbereich Medizin vorgelegt
von
Mohammed Ali Hadidi aus Amman/Jordanien

Mainz 1986





Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41554422_0003

Aus dem Hygiene-Institut

der

Johannes Gutenberg-Universität

Untersuchungen zur Abwasser-Chlorung
am Beispiel der Kläranlage Amman

Inauguraldissertation

zur Erlangung des Doktorgrades der

Medizin

der Johannes Gutenberg-Universität

dem Fachbereich Medizin vorgelegt

von

Mohammed Ali Hadidi aus Amman/Jordanien

Mainz 1986

Dekan:

Prof. Dr. J. Michaelis

1. Gutachter:

Prof. Dr. med. J. Borneff

2. Gutachter:

Prof. Dr. med. H. Dunkelberg

Tag der Promotion:

14.5.86

Meinen lieben Eltern in Dankbarkeit gewidmet.

I n h a l t

	Seite
I. Einleitung	1
II. Gesundheitsrisiken beim Kläranlagenbetrieb und durch Abwasser	5
a) Betriebseinrichtungen	5
b) Staub	6
c) Aerosole	8
d) Abwasser	13
III. Abwasserdesinfektion	17
IV. Die Wasser- und Abwassersituation in Amman	29
V. Bakteriologischer Teil	35
a) Material und Methoden	35
b) Ergebnisse der Abwasseranalysen in Amman	37
VI. Diskussion	39
VII. Empfehlungen für Amman	47
VIII. Zusammenfassung	48
IX. Literaturverzeichnis	50
X. Recommendation for Amman	60
XI. Summary	61

I. Einleitung

Die Seuchengeschichte weist aus, daß eine Übertragung von Infektionskrankheiten auf dem Wasserweg in hohem Grade bei Anwesenheit von *Salmonella typhi* und *paratyphi*, *Cholera*vibrien, *Leptospiren*, *Ruhr*amoben, *Polio*viren, *Hepatitis*serregern u. a. zu befürchten ist (8), wobei bisher am häufigsten Epidemien durch Typhus- und *Cholera*keime ausgelöst wurden. Zur Information über die in der Regel ablaufenden epidemiologischen Vorgänge seien 4 klassische Typhuswasserepidemien, wie sie von BORNEFF (8) zitiert worden sind, angeführt.

1. Gelsenkirchen 1901 (3231 Typhusfälle, 350 Tote). Erkrankungen brachen vor allem im Versorgungsgebiet des Wasserwerkes aus, weshalb man zunächst einen Rohrbruch vermutete. Das Trinkwasser wurde aus großen Kesselbrunnen gewonnen, die 10 bis 150 m von der Ruhr entfernt niedergebracht worden waren. Am 18. Oktober fand eine Ortsbesichtigung unter Leitung von R. KOCH statt, wobei wegen des angenommenen Rohrbruches Aufgrabungen verlangt wurden. Erst in dieser Situation gestand der Leiter des Wasserwerkes, daß ein Stichrohr zur Ruhr existierte, durch welches in der Trockenzeit bis zu einem Drittel des Wasserbedarfs direkt dem Fluß entnommen wurde. 300 m oberhalb

der Entnahmestelle führte ein kleiner Bach die Abwässer einer Siedlung in die Ruhr. Gelsenkirchen wurde also zeitweise mit verdünntem, nichtdesinfiziertem Abwasser versorgt. Im November 1904 fand eine Gerichtsverhandlung statt. Von einigen "Sachverständigen" wurde die Bodentheorie nach PETTENKOFER vertreten, d. h. man behauptete, der Infektionsstoff stamme aus der Erde, es läge keine Trinkwasserepidemie vor. Die Angeklagten wurden daraufhin nur wegen fahrlässiger Lebensmittelfälschung zu 1500 Mark Geldstrafe verurteilt.

2. Pforzheim 1919 (4000 Typhusfälle, 400 Tote). Am 10. März traten 19 Fälle auf, bis zum 12. März waren es bereits 500, am 20. März 1700. Es handelte sich also um eine typische Explosivepidemie. Schon am 11. März, d. h. am 2. Tag der Epidemie, wurde festgestellt, daß die Erkrankungen nur in dem Stadtgebiet auftraten, das sein Wasser aus dem Grosseltal erhielt. Die Analyse der Epidemie ergab folgendes Bild: Ein Mädchen aus einem Nachbardorf von Pforzheim war auswärts in einer Mühle im Dienst. Die Familie bezog ihr Wasser aus dem Muhlbach. Das Mädchen erkrankte im Januar 1919, wurde nach Hause geschickt, wo der herbeigerufene Arzt "Darmgrippe" diagnostizierte. Nach 8 Tagen nahm das Mädchen die Arbeit wieder auf. Einige Tage später erkrankten die zu Hause ge-

bliebenen Geschwister, angeblich auch an "Darmgrippe". Die Ausscheidungen wurden undesinfiziert in die Jauchegrube geschüttet. Anfang Februar, als eine dicke Schneedecke auf den Feldern lag, brachte der Vater die Jauche zur Düngung auf das Feld. Bei der folgenden Schneeschmelze lief das Wasser dem Gefälle nach auf dem gefrorenen Boden in Richtung der Quelfassungen im Grösseltal und versickerte in deren Einzugsbereich. 14 Tage später (Inkubationszeit) traten die ersten Typhusfälle auf. Später wurde durch Salzungs- und Bakterienversuche der Zusammenhang zwischen der gedüngten Wiese und dem Brunnen festgestellt. Die Keime benötigten etwa 10 Stunden, um den rund 350 m weiten Weg zurückzulegen.

3. Eine weitere schwere Epidemie ereignete sich 1926 in Hannover. Im August bekamen 40000 Einwohner Durchfälle mit wasserähnlichen, dünnen Stühlen, denen gelegentlich Schleim und Blut beigemischt waren. Typhus- und Ruhrbakterien konnten jedoch bei den sofort eingeleiteten Untersuchungen nicht nachgewiesen werden. Erst 8 Tage später kam es zum Ausbruch der eigentlichen Typhusepidemie bei der insgesamt 2500 Personen erkrankten. Auch hier deckte sich das Wasserfeld mit dem Seuchenfeld. Die zur Versorgung der Stadt eingesetzten Brunnen lagen in einer Niederung in der Nahe der Leine und

besaßen eine Tiefe von etwa 10 m. Sie wurden bei Hochwasser überflutet, wobei offensichtlich mit verseuchtem Leinewasser Typhusbakterien in die Brunnen eingeschwemmt worden sind. Die hohe Keimzahl (vielleicht auch die Anwesenheit von Viren) führte zunächst zu den unspezifischen Durchfällen (sog. Wassertrinkkrankheit) und dann nach einer Inkubationszeit von 14 bis 21 Tagen zu der Typhusepidemie.

4. Die erste Typhusepidemie nach dem Zweiten Weltkrieg trat 1945/46 in Westerode/Harz auf. Es erkrankten 400 Personen, von denen 16 starben. Die Ursache wurde erst 1950, eigentlich durch Zufall, entdeckt. Bei Farbeversuchen an einem in der Nähe von Westerode fließenden Bach zeigte sich, daß dessen Wasser zum Teil in der Quelfassung der Westeroder Wasserversorgung wieder austrat. Etwa 50 m oberhalb der Versickerungsstelle war 1945/46 das Abwasser eines Seuchenlazarettes, das mit Typhuskranken belegt war, über einen Steilhang in den Bach geleitet worden. Das versickerte Wasser durchfloß bei dem Farbeversuch die etwa 1500 m lange, unterirdische Strecke in 15 Stunden.

Erwähnt sei ferner der Choleraausbruch 1973 in Cap Bon, Tunesien (62). Nach einer zweijährigen Pause brach die Seuche,

verursacht durch *Vibrio El Tor*, erneut in Cap Bon aus. 185 klinische Fälle und 196 Bakterienträger wurden gezählt, die Letalität betrug 9,7 %. Die epidemiologischen Daten besagten, daß die Übertragung durch Trinkwasser und Abwasser eine entscheidende Rolle in den Stadtgebieten spielte, daß aber auch andere Infektionswege in Betracht zu ziehen waren.

Aus den Beispielen geht hervor, daß die Epidemien in erster Linie durch Kurzschlüsse zwischen Abwasserableitungen und Trinkwassergewinnungsanlagen entstanden sind. Kenntnisse über die mikrobielle Abwasserbelastung sind deshalb für die Seuchenbekämpfung von besonderer Wichtigkeit.

II. Gesundheitsrisiken beim Kläranlagenbetrieb und durch Abwasser

a) Betriebseinrichtungen

Gesundheitliche Gefahren können von den Werkstätten der Abwasserbetriebe ausgehen, wo septische Tanks und Fahrzeuge gewartet und gereinigt werden. JONES und WATSON (30) versuchten das Risiko in solchen Werkstätten durch Bestimmung von *E. coli* als Indikatoren für die Cross-Kontamination zu quantifizieren. Proben von den Unterseiten der Fahrzeuge,

insbesondere der Kotflügel, Blattfedern, Achsen und des Auspuffes wurden auf die Präsenz von *E. coli* und Salmonellen bakteriologisch untersucht.

Die Autoren kommen zu dem Schluß, daß die Testung vor und nach mehreren Waschen der Fahrzeuge auf bakterielle Belastung zur Abschätzung des Risikos dienen könne. Allerdings weist die Tatsache, daß das Personal keine höhere Morbidität als die Durchschnittsbevölkerung besitzt, darauf hin, daß hier nur eine hypothetische Gefährdung vorliegt.

b) Staub

Eine neuere klinische Studie mit Arbeitern einer Kläranlage und Vergleichspersonen identischen Alters, die nicht dem Abwasser exponiert waren, wurde von RYLANDER et al. (53) durchgeführt. Die Autoren stellten fest, daß es gelegentlich zu akutem Auftreten von Schüttelfrost, Fieber und Unwohlsein bei den Arbeitern in Kläranlagen komme. Besonders schwere Reaktionen seien in einer neuen Anlage in Gothenburg/Schweden beobachtet worden, wo der Klärschlamm zu dieser Zeit hitzebehandelt und pulverisiert wurde. Dieser Staub war häufig in ziemlich hoher Konzentration (0,5 bis 40 mg/Kubikmeter) in der Luft der Maschinenhalle vorhanden, vor allem dann, wenn

die Maschinen repariert wurden. Die Bakterienkonzentration (bes. gramnegative Fäkalkeime) betrug 10.000-10.000.000 /Kubikmeter. Die klinische Untersuchung wurde an 30 Arbeitern der Anlage und 16 Personen entsprechenden Alters einer Erdöl-Raffinerie in der Nachbarschaft durchgeführt. Weiter benutzten die Autoren Seren von zufällig ausgewählten Blutspendern zur Kontrolle für einige Tests.

Serumimmunglobuline, Leukozyten und Thrombozyten waren in der exponierten Gruppe erhöht, außerdem wurde ein größerer Prozentsatz von erhöhten Werten C-reaktiven Proteins und fibrinogener Abbauprodukte in dieser Gruppe gefunden. Obgleich keine definierte Ursache-Wirkungs-Beziehung festgestellt werden konnte, vermuten die Autoren ein Endotoxin als verantwortlichen Wirkstoff.

Klinisch ergab sich, daß etwa 50 % der Arbeiter gelegentlich neben den Anfällen in Form von Fieber an eitriger Entzündung der Augen litten, besonders dann, wenn sie länger als üblich dem Staub ausgesetzt waren. Ungefähr 20 % der Arbeiter meldeten außerdem Hauteffloreszenzen. In der Kontrollgruppe wurden keine Fälle von Fieber gemeldet, aber ein Fall mit Augenbeschwerden und Hautsymptomen.

Bei der Bewertung dieser Resultate ist zu beachten, daß hier kein Abwasseraerosol, sondern Staub von getrocknetem

Schlamm in seiner Wirkung untersucht worden ist. Da die Anzahl der überlebenden Bakterien durch den Hitzeeffekt stark reduziert wurde, sind die beobachteten Effekte mit Sicherheit nicht durch die lebenden Bakterien als solche verursacht worden. Klärschlamm beinhaltet zudem andere Substanzen, wie Metallspuren, organische Verbindungen usw. Es ist deshalb schwierig, die klinische Befunde der exponierten Personengruppe mit irgendeinem spezifischen Wirkstoff des Klärschlammes in Verbindung zu bringen.

Von den akuten klinischen Symptomen sind vor allem die Temperaturerhöhungen und die Leukozytosen Hinweise auf einen Zusammenhang mit gramnegativen Bakterien. Die Abnahme der Zahl der belebten Bakterien nach der Erhitzung des Schlammes deutet aber darauf hin, daß der Effekt durch Bakterienprodukte, die nicht von der Hitze beeinflußt werden, wie Endotoxine, verursacht wurde.

Die Resultate widersprechen somit nicht den Berichten über fehlende Wirkungen bei den Abwasseraerosolen (s. u.). Die Schäden durch verstäubten Klärschlamm sind als Sonderfall zu betrachten.

c) Aerosole

Auch die Behandlung des Abwassers in den Kläranlagen soll

ein Risiko für das Personal sowie die Anwohner im betreffenden Gebiet darstellen. Vor allem wurde schon längere Zeit vermutet, daß Angestellte und Arbeiter gesundheitlich durch die in der Luft über der Anlage schwebenden Aerosole von lebenden Bakterien gefährdet werden. Klinische Beweise für entsprechende Erkrankungen wurden bisher aber nicht erbracht.

Eine Untersuchung über die Bedeutung der aerosolisierten Abwasser-Mikroorganismen wurde von HICKLEY und REIST (27) durchgeführt, wobei besonders die Lufttransportstrecke für lebende Bakterien bis zu den kläranlagennahen Wohngebieten ermittelt wurde. Die Autoren berücksichtigten bei ihren Aussagen die Partikelgröße sowie die Charakteristik und volumetrischen Konzentrationen der lebenden Luftbakterien. Die Teilchen hatten einen Durchmesser von 0,002 - 0,010 mm und waren folglich von einer lungengängigen Größe. Die Windgeschwindigkeit beeinflusste die Austrocknung und damit das Absterben der lebenden Luftbakterien. Einige Vorfälle lassen auf eine gesundheitliche Gefährdung durch lebende Abwasser-Luftbakterien schließen, jedoch liegen keine Beweise für eine tatsächliche Krankheitsübertragung durch diese Luftbakterien vor. Untersuchungen von anfälligen, exponierten Personengruppen seien daher indiziert.

Außer HICKLEY und REIST haben auch andere Autoren (34, 53) die Verbreitung von infektiösen Abwasser-Aerosolen bei dem Betrieb von Kläranlagen untersucht. Schon mit einer einfachen Sammelmethode, wie der Exposition von Nährböden (55 cm^2) während nur 10 Minuten, gelang WORATZ (68) der Nachweis von 11 Coli-Bakterien pro Platte etwa 1 m neben dem Beckenrand. RANDALL und LEDBETTER (52) isolierten 1200 Bakterien (19 % Enterobakterien) pro 0,028 Kubikmeter oberhalb eines Belüftungsbeckens. Die emittierte Aerosolmenge und deren Ausbreitung wird durch starken Wind, hohe relative Feuchte, niedrige Temperatur und Fehlen der Sonneneinstrahlung gefördert (2). Messungen bei verschiedenen Belebtschlammanlagen haben ergeben, daß feinblasige Belüftung die geringste Emission verursacht, am stärksten ist sie bei Einsatz von Sprühanlagen zur Schaumbekämpfung (64). Coliforme Bakterien wurden in Entfernungen bis zu 1,2 Kilometer von der Kläranlage in Windrichtung nachgewiesen (2). Da die Mehrzahl keimhaltiger Partikel einen Durchmesser unter $5 \mu\text{m}$ besitzt, handelt es sich vorwiegend um lungengängige Teilchen. KENLINE und SCARPINO (31) berechneten eine Halbwertszeit der emittierten Keime von 14 sec. Die initiale Bakterienkonzentration verminderte sich in einer Entfernung von 100 Fuß (ca. 30 m) um 90 % (28). Andererseits betont POON (50), daß Mikroorganismen in Aerosolen von Kläranlagen

lange Zeit vermehrungsfähig bleiben, da sie in Substanzen eingeschlossen sind, welche einen Schaden durch Austrocknung verhindern. Neben der Möglichkeit der Verbreitung von Bakterien besteht die Gefahr der Anreicherung von Viren, welche bei Regen in das Grundwasser gelangen können (12), was nach unserer Auffassung aber eine rein hypothetische Möglichkeit darstellt. Die Frage einer Gefährdung des Kläranlagenpersonals durch das keimhaltige Aerosol wurde von LEDBETTER und Mitarb. (34) zu beantworten versucht. In epidemiologischen Untersuchungen konnten sie keine Häufung von Lungenerkrankungen feststellen, allerdings war die Rate der Erkältungskrankheiten und an Grippe höher als bei einem Vergleichskollektiv eines Wasserwerkes. Ein ätiologischer Zusammenhang mit Abwasseraerosolen ist folglich mehr als unwahrscheinlich. MELNICK (38) stellte bei Arbeitern von Abwasserkläranlagen sogar einen besonders niedrigen Ausfall an Arbeitstagen fest. Es schien, daß sie infolge Aufnahme geringer Mengen von infektiösem Material regulär immunisiert wurden.

Die Risiken durch Abwasseraerosole sind im Vergleich mit anderen Verbreitungen von Krankheitserregern aus dem Darmtrakt zu bewerten. HEIMANN (25) und später von SECK (59) zeigten, daß bei Benutzung der offenen Toilettensysteme der Eisenbahn nicht nur eine Kontamination der Bahnschwellen,

sondern auch eine Verbreitung keimhaltiger Aerosole (gefördert bei Wasserspülung) über die nachfolgenden Waggon und in die Nähe der am Bahnkörper angelegten Beete und Häuser möglich ist. Infektionen sind gleichwohl nicht erwiesen.

In diesem Zusammenhang ist auch die Frage nach der Übertragung von Darmkrankheiten über Toilettenbrillen zu stellen. Aus ihren Untersuchungsergebnissen haben MÜLLER und RUDOLPH (42) geschlossen, daß eine Verbreitung über die Brillen selbst kaum erfolgen kann. Andererseits weisen sie darauf hin, daß bei Aborten ohne Brille ein Vorspritzen fäkalhaltigen Spülwassers möglich ist. Ausführliche Untersuchungen von GERBA und Mitarb. (18) zeigten, daß pro Spülvorgang der Keimgehalt (Bakterien und Viren) im Becken nicht in gleicher Relation abnimmt. Ab dem zweiten verbleibt der Restkeimgehalt annähernd gleich hoch. Zusätzlich stellten sie eine Verbreitung von Bakterien und Viren über das bei der Spülung entstehende Aerosol sowie eine dadurch verursachte Kontamination in der Umgebung fest. Wenn auch Berichte über gesicherte Erkrankungen durch Inhalation solcher Aerosole fehlen, kann diese Möglichkeit nicht völlig ausgeschlossen werden. Auch wäre eine Schmierinfektion nach Sedimentation, insbesondere bei Toiletten in Badezimmern, denkbar.

Außer diesen vorwiegend theoretischen Infektionsmöglichkeiten gibt es weitere, bei denen der ursächliche Zusammenhang mit Epidemien gesichert ist. Von verschiedener Seite (26, 32, 45, 65) wurde auf die Gefahr bei Verwendung von Fäkalien und Klärschlamm zur Düngung – insbesondere bei sog. Kopfdüngung – sowie die damit verbundene Kontamination von Obst und Gemüse (32, 65, 69) aufmerksam gemacht. HESS und Mitarb. (26) bewiesen die epidemiologische Bedeutung der Infektkette Abwasser – Klärschlamm – Weidepflanzen – Nutztiere und belegten sie mit einer Übersicht von dadurch verursachten Salmonellen-Epidemien. Obwohl diese Risiken bei Beachtung der in einem Merkblatt des Bundesgesundheitsamtes (10) festgelegten Anordnungen in Deutschland nicht mehr existieren, bestehen immer noch Gefahren bei Import kontaminierter Nahrungsmittel. Zum Beispiel könnten Krankheitserreger mit Kokosnüssen eingeschleppt werden, die auf Ceylon und den Philippinen zu Tausenden in Form von Flößen in stark abwasserbelasteten Flüssen zur Sammelstelle gelangen (65).

d) Abwasser

In der Einleitung wurde bereits auf das Hauptrisiko bei der Abwasserbeseitigung, nämlich den Kurzschluß mit einer Trinkwasserversorgung, verwiesen. Entscheidend für den Ausbruch

einer Epidemie nach Kontamination von Lebensmitteln bzw. Trinkwasser ist aber außerdem die Überlebensfähigkeit des Seuchenerregers in der Außenwelt. Die Tab. 1 informiert über die Ergebnisse der in den vergangenen 100 Jahren durchgeführten Cholera-Experimente. Es ist daraus zu entnehmen, daß in Wasser, Abwasser und Klärschlamm die Choleravibrionen weniger als einen bis zu 25 Tagen je nach den Umgebungsbedingungen überleben. Im Vergleich mit den anderen angeführten Keimträgern, insbesondere Lebensmitteln, ist die Resistenz der Erreger in Abwasser also relativ hoch. Auf jeden Fall reicht sie aus, um Trinkwasser- und Lebensmittel-epidemien auszulösen.

Tabelle 1: Tenazität von *V. cholerae* bzw. El Tor

a) Lebensmittel	Überlebenszeit	Autor
1. Bier (Münchener)	5-10 min	PICK (49)
2. Bier (Berliner)	1-1 1/2 Std.	PICK (49)
3. Brot	15 Std.-9 Tage	UFFELMANN (63)
4. Gebäck, Keks	1-24 Std.	FRIEDRICH (16)
5. Reis und Linsen	2 Tage	SHOUSA (58)
6. Süßwaren	1 Std.-3 Tage	FRIEDRICH (16)
7. Fisch	18 Std.-33 Tage	TETSUMOTO (61)
8. Früchte	1 Std.-12 Tage	FRIEDRICH (16)
		WINKLE u. ROEMER (66)
9. Zitronensaft	<5 min	PANJA u. GROSH (46)
10. Milch	14 Std.-21 Tage	DIOP et al. (13)
11. Coca-Cola	1 Std.- 2 Tage	NOUTHOUAYI et al. 1971 (43)
12. Fleisch	1 Std.-11 Tage	PESIGAN et al. (47)
13. Gemüse	6 Std.-17 Tage	WINKLE u. ROEMER (66)
14. Honig	12-24 Std.	WINKLE u. ROEMER (66)
15. Kase	1-48 Std.	DIOP (13)
16. Speiseeis	5-18 Tage	WINKLE u. ROEMER (66)

b) Körperflüssigkeiten u. Organe	Überlebenszeit	Autor
1. Galle	53 Tage	SALDANHA et al. (54)
2. Meerschweinchen-Kadaver	11 Tage	PETRI (48)
3. Haut	1 Std.	UFFELMANN (63)

Tabelle 1 Fortsetzung 1

c) Umweltproben	Überlebenszeit	Autor	
1. Hausstaub (feucht gelagert)	3 Tage	GERMANO	(20)
2. Hausstaub (trocken gelagert)	1 Tag	GERMANO	(20)
3. Hausstaub (feucht gelagert)	1 Tag	UFFELMANN	(63)
4. Papier (trocken)	20 Std.	UFFELMANN	(63)
5. Papier (feucht)	20 Tage	GERMANO	(19)
6. Klärschlamm	8-25 Tage	PESIGAN et al.	(47)
7. Abwasser	1-13 Tage	OHWADE	(44)
8. Abwasser	1-21 Tage	KOTT u. BETZER,	(33)
9. Wasser	1-51 Tage	PESIGAN et al.	(47)

d) Insekten (lebend)	Überlebenszeit	Autor	
1. Ameisen	9 Std.	BARBER	(4)
2. Küchenschaben	1-3 Tage	TODA	(60)
3. Fliegen	17 Std.-4 Tage	GRAHAM-SMITH	(21)

Die Gefahr erstreckt sich jedoch nicht nur auf die Übertragung von Typhus- und Cholerabakterien, BHASKARAN et al. (7) untersuchten zum Beispiel das Vorhandensein von Tuberkelbakterien im Abwasser von Sanatorien. Dabei wurde auch der Effekt von Abwasserreinigungsmethoden auf die Überlebensfähigkeit der Erreger studiert. Sedimentation, Behandlung durch septische Tanks und Biofiltration erwiesen sich als ineffektiv in der Beseitigung von Mykobakterien; die Elimination war ferner nicht durch Gärungsprozesse und Trocknung zu erreichen. Abwasser und Schlamm aus konventionellen Kläranlagen können also auch in dieser Hinsicht gesundheitliche Risiken darstellen. Proben, die dem Abwasser von Schlachthäusern entnommen wurden, zeigten dagegen kein Vorkommen von Tbc-Bakterien. Die Versuche von BHASKARAN u. Mitarb. sind für das gestellte Thema insofern von Bedeutung, als die Autoren mittels Laborversuchen bewiesen, daß es möglich ist, alle Tuberkelbazillen zu vernichten, wenn man das Abwasser mit hohen Dosen von Chlor versetzt. Das Vorhandensein von 1 ppm Chlor am Ende der Klärung und eine halbstündige Kontaktzeit waren ausreichend. Der Schlamm der Kläranlage konnte außerdem ohne Risiko verarbeitet werden, wenn er vorher erhitzt worden war, wobei die Temperatur für mindestens eine halbe Stunde auf 60 °C gehalten werden mußte.

Einschränkend ist allerdings zu erwähnen, daß gerade in diesem Bereich Übertragungen von Laborresultaten auf die Praxis äußerst problematisch sind.

Auch Viren stellen im Abwasser eine Gefahr dar; sie sind dort, wo *E. coli* nachgewiesen wird, nicht selten gleichfalls vorhanden. GRIGORIEVA et al. (22) stellten Untersuchungen hinsichtlich der Verbreitung von bestimmten Enteroviren im Abwasser von Kiew und dessen Klärschlamm an. Enteroviren, hauptsächlich Coxsackie-Virus A 4, A9, B 4 und ECHO-Viren 1, 2 und 19 wurden in 50,9 % der untersuchten Wasserproben entdeckt, dagegen pathogene *Escherichia* nur in 2,6 %. Aus 46 Proben Klärschlamm wurden 3 verschiedene Gattungen Enteroviren und einmal pathogene *Escherichia* isoliert. In 60 Proben aus Böden, die mit Klärschlamm gedüngt worden waren, ließen sich 9 mal Enteroviren feststellen. Coliphagen waren in allen Proben, die Enteroviren enthielten, vorhanden. Pathogene *Escherichia* und Viren überlebten im Klärschlamm 10 - 30 Tage und im Falle von mesophiler und thermophiler Fermentation blieben sie zwischen einigen Stunden und 2 Monaten vermehrungsfähig.

Die Gefahr der Grundwasserverunreinigung durch Viren mit der Folge epidemischer Erkrankungen ist gegeben, da die Erreger der Hepatitis epidemica sowie der Poliomyelitis u. a. mit dem Stuhl ausgeschieden werden. Obwohl die Hepatitis epidemica auch als Schmierinfektion von Mensch zu Mensch übertragen wird, sind doch Massenerkrankungen aufgetreten, die auf abwasserbelastetes Trinkwasser oder verseuchte Nahrungsmittel zurückzuführen sind (z. B. Neu Delhi 1955 (MOSLEY (40)), Worchester 1969/70 (HOFFMANN u. Mitarb. (28))). Bezüglich der gemeldeten Fälle ist zu beachten, daß viele solcher Erkrankungen abortiv verlaufen und der Ikterus fehlt. Das Verhältnis der ikterischen zu den anikterischen Fällen wechselt bei den verschiedenen Epidemien und beträgt im allgemeinen 1 : 1, d.h. die tatsächlichen Erkrankungsziffern sind weitaus höher als die der gemeldeten Fälle.

III. Abwasserdesinfektion

Nach der Mitteilung des Bundesgesundheitsamtes (10) ist es das Ziel der Abwasserdesinfektion, das Abwasser in einen Zustand zu überführen, in dem es nicht mehr infizieren kann. Dieses Erfordernis gilt als erfüllt, wenn die Koloniezahl pro ml von 10 gleichzeitig untersuchten Proben des Abwassers in mindestens 8 Fällen = 0 ist. (Probeentnahme von

mindestens 10 ml Abwasser, aufgeteilt in 10 x 1 ml Untersuchungsmenge, Bestimmung auf Gußplatte mit Nähragar entsprechend Abschn. K 5 der 6. Lieferung, Ausgabe Okt. 1971 der Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung bei einer Bebrütungszeit von 20 ± 4 Stunden und einer Bebrütungstemperatur von $37 \pm 0,5$ °C. Sporenbildner werden bei der Koloniezahl nicht berücksichtigt.)

Die Inaktivierung von Bakterien im geklärten Abwasser kann durch Erhitzung sowie Ozon, Jod und Chlor erreicht werden. Pathogene Keime lassen sich auch durch Bestrahlung des geklärten Abwassers vernichten. WOODBRIDGE und COOPER (67) stellten fest, daß der praktische Einsatz der Desinfektion durch Bestrahlung allerdings Zusätze benötigt, die einen synergistischen Effekt hervorrufen. Sauerstoff, Ozon, Chlor, Jod und Erhitzung auf mindestens 57 °C, können in diesem Sinne den Wirkungsgrad erhöhen. Der synergistische Effekt erreicht ein Maximum, wenn einer der genannten Vorgänge 5 - 10 Min. andauert, bevor das Abwasser die Bestrahlungskammer passiert. Ein Zwei- bis Drei-Stufenprozeß von Bestrahlung mit der synergistischen Substanz, die zwischen den Stufen hinzugefügt wird, würde die Desinfektionsrate zusätzlich erhöhen.

In einer Abhandlung von SCHERB (55) wird die Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser durch UV-Behandlung ohne Sensibilisierung beschrieben. Die UV-Behandlung führte bei längeren Laufzeiten zu einer signifikanten Reduktion der Koloniezahlen sowie von E. coli und coliformen Bakterien. Die Bestrahlung sei daher als ein einfaches Verfahren zur Reduzierung von Keimen in biologisch gereinigtem Abwasser anzusehen, allerdings wäre Voraussetzung, daß nur sehr gut vorgereinigte Abwässer - weitgehend farb- und schwebstofffrei sowie entgast - der UV-Behandlung zugeführt werden.

Neue Methoden über die Behandlung geklärten Abwassers werden in der Arbeit von ACHER und ROSENTHAL (1) beschrieben. Proben von belüftetem Sekundärabwasser, dem ein Farbsensibilisator beigegeben war, wurden einer UV-Bestrahlung oder dem Sonnenlicht ausgesetzt. Die photochemische Oxidation des Abwassers verursachte Abnahmen des Gehaltes von fäkalen Coliformen, des COD und der methylenblau-aktiven Substanzen von 100, 67 und 90 % ihrer Anfangswerte. Nach Entfernung des Farbstoffes durch Präzipitation mit bentonitem Lehm waren die Proben farblos, geruchlos und in ihrem Gehalt an suspendierten Substanzen beträchtlich reduziert.

Die Abwasserchlorung ist das am häufigsten eingesetzte Desinfektionsverfahren, die übrigen Halogene spielen praktisch keine Rolle. Über den Wirkungsgrad führte z. B. FRIBERG (15) experimentelle Untersuchungen durch. Er entnahm vom Abwasser aus 2 großen Kläranlagen Proben nach der Primärbehandlung (Sedimentationstank) und ermittelte das Verhältnis zwischen Chlor-Konzentration, Residual-Chlor und Reduktion der Bakterienzahlen. Die Untersuchungen erfolgten mit und ohne Filtration durch Filterpapier. Die Gesamtzahl der Bakterien wurde durch Kulturen auf Nähragar, der Gehalt von coliformen Organismen auf Endo-Agar bestimmt. Die Chlorresiduale analysierte der Autor amperometrisch. Es ergaben sich folgende Resultate:

Bei einer Minute Kontaktzeit zwischen Chlor und Abwasser und einer Konzentration bis zu 16 ppm wurde die Zahl der Coliformen nur auf 1/100 reduziert und die Gesamtbakterienzahl sogar nur auf 1/15. Es fand sich kein Unterschied zwischen gefilterten und ungefilterten Proben.

Bei 30 Minuten Kontaktzeit waren keine Coliformen nach der Chlorung mit 8 bis 16 ppm in ungefilterten Proben, mit 4 ppm in gefilterten Proben nachweisbar. Ein 24stündiger Kontakt verursachte nur eine geringfügig bessere Inaktivierung von Bakterien als im 30-Minuten-Test. Die geringere Beeinflussung der Bakterien in den ungefilterten Proben ist

höchstwahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß das gebundene Restchlor die in den organischen Partikeln sich befindenden Bakterien im Anfangsstadium (primary-treatment) nicht erreicht. Diese Annahme wird durch den Mangel an signifikanten Unterschieden zwischen dem Residual-Chlor in den gefilterten und ungefilterten Proben unterstützt.

Eingehende Untersuchungen zur Abwasserchlorung sind von POPP (51) durchgeführt worden. Er schloß aus seinen Versuchen zur Abtötung von Salmonellen und Enteroviren bei der Verregnung von rohen und mechanisch geklärten Siedlungsabwässern mittels Aktivchlor, daß sich eine ausreichende Desinfektion durch Injektion von verdünntem Natriumhypochlorit in die Regnerleitung erzielen läßt. Die Abtötung der im Abwasser enthaltenen Bakterien durch das Chlor geht, offensichtlich begünstigt durch die hohe Turbulenz in dem unter 3 bis 3,5 atü Druck stehenden Abwasserstrom, so rasch vor sich, daß das Abwasser schon beim Austritt aus den Regnern praktisch colifrei ist. Bei Beregnungsversuchen unter Einsatz von geeigneten Chlorinjektionsgeräten wurden die Ergebnisse der experimentellen Vorversuche bestätigt (41). Die Abtötungseffekte gegenüber Colibakterien, ausgedrückt durch den Quotienten

N = Endkeimzahl

No = Ausgangskeimzahl

erreichten eine Größenordnung bis zu 6 log-Stufen (= 99,9999 % Abtötung). Damit war zumindest theoretisch zu erwarten, daß auch die im Abwasser auftretenden Bakterien der Salmonellengruppe ausgeschaltet würden. Die Zahl der Salmonellen verhält sich zur Zahl der Colibakterien im Abwasser nach allgemeiner Ansicht wie 1 : 1000, weshalb mit einer Abtötung der Salmonellen auch dann zu rechnen ist, wenn die Colizahl durch Desinfektion auf 100 Keime pro 100 ml und darunter herabgedrückt wird. (In den USA gilt die Vorschrift (Public Health Service "Drinking Water Standards" of 1962), daß Abläufe von Kläranlagen nach der Chlorung im Durchschnitt nicht mehr als 300 Colibakterien je 100 ml enthalten dürfen und daß die Colizahl bei zwei aufeinanderfolgenden Proben nicht über 4200 je 100 ml hinausgehen darf (3)).

Den Versuchen von POPP (51) lag folgendes Prinzip zugrunde: Aufgrund früherer Untersuchungen kam er zu dem Erkenntnis, daß sich der entscheidende Absterbevorgang der Bakterien bei der Chlorung, sowohl in Leitungswasser wie in Abwasser, in den ersten Sekunden nach dem Chlorzusatz, d. h. in der

Phase des "Primären Keimzahlsturzes" vollzieht. Dieser wird durch das HOCl , also die unterchlorige Säure hervorgerufen. An die Phase des "Primären Keimzahlsturzes" schließt sich die "Sekundäre Keimzahlabnahme" an, die relativ langsam vor sich geht und auf der Wirkung von Chloraminen beruht, die im Zusammenwirken des Chlors mit Ammoniumverbindungen entstehen. Will man den Effekt des "Primären Keimzahlsturzes" vollkommen ausnutzen, so muß das Chlor im Zustand seiner größten Aktivität, d. h. seines höchsten Energiegehaltes so schnell wie möglich mit den abzutötenden Mikroorganismen in Kontakt gebracht werden, denn unmittelbar nach der Vermischung mit dem Wasser wird das "Aktivchlor" katalytisch in sehr kurzer Zeit auf energiearme Stufen abgebaut. Bei diesem katalytischen Abbauprozess tritt das unter dem Namen "Chlorzehrung" bekannte Phänomen auf. Es ist allerdings kein unabhängig von der Bakterientötung ablaufender Vorgang, wie dies vielfach angenommen wird, sondern Chlorzehrung und Bakterientötung sind voneinander untrennbar, d. h. das Chlor wird nicht nur durch die Reaktion mit organischen Substanzen, sondern zugleich auch immer durch die Reaktion mit den Mikroorganismen gezehrt (FAIR und GEYER (14)). Wären Chlorzehrung und Bakterienabtötung getrennte und nacheinander ablaufende Prozesse, so könnte man bei der in den USA vielfach üblichen

Chlorung mit einer unter dem Chlorbedarf des Abwassers liegenden Chlordosis keine Desinfektion erzielen (BEARDSLEY (5)).

Will man einen optimalen Abtötungseffekt durch das "Aktivchlor" erreichen, so ist die Chlordosis so zu bemessen, daß zum Schluß des Abtötungsvorganges noch "frei verfügbares Chlor" im System vorhanden ist. Da während des Abtötungsvorganges zugleich auch immer Chloramin, d. h. "gebunden verfügbares Chlor" gebildet wird, ist dieses am Schluß des Abtötungsvorganges neben dem "frei verfügbaren Chlor" immer, und zwar gewöhnlich in wesentlich größerer Menge vorhanden. Wird bei einer Chlorung von Abwasser das gesamte "frei verfügbare Chlor" verbraucht, so resultiert ein unvollkommener Abtötungseffekt, auch wenn "gebunden verfügbares Chlor" am Schluß des Vorganges noch vorhanden ist. Läßt man das "gebunden verfügbare Chlor" dann noch eine gewisse Zeit auf das Abwasser einwirken, so kann ein Teil der noch überlebenden Bakterien abgetötet werden, doch verläuft dieser Vorgang relativ langsam. Ist die Chlorzehrung des Abwassers aber so hoch, daß am Schluß des Vorganges auch kein "gebundenes Chlor" mehr im System zurückbleibt, so wird der Abtötungs-

effekt ebenfalls unvollkommen sein und er kann auch durch eine nachgeschaltete Reaktionszeit nicht mehr verbessert werden. Aus Sicherheitsgründen wird man folglich die Chlordosierung so wählen, daß nach der Chlorung des Abwassers "frei verfügbares "Chlor" in meßbarer Menge noch vorhanden ist, was dann zutrifft, wenn sich im gechlorten Abwasser ein "Chlorüberschuß" in der Größenordnung von 5 mg/l nachweisen läßt.

Insgesamt kam POPP zu dem Schluß, daß selbst ungeklärte, hochbelastete Siedlungsabwasser mit Chlor wirksam desinfiziert werden können, wenn die Desinfektionswirkung auf das Aktivchlor abgestimmt wird.

Dabei muß allerdings beachtet werden, daß die Chlorbehandlung zwar hinsichtlich der mikrobiellen Belastung des Abwassers eine Hilfe ist, daß sie aber andererseits ein chemisches Risiko für die Umwelt darstellen kann. Zum Beispiel untersuchte GAFFNEY (17) die PCB-Entstehung in dem mit Chlor desinfizierten Abwasser. Die Resultate zeigten, daß tatsächlich verschiedene Chlorbiphenyl-Isomere während der finalen Chlorierung produziert wurden. Eine Labor-

chlorung des Zu- und Abflusses einer städtischen Kläranlage führte ebenfalls zur Bildung dieser und anderer organischer Substanzen.

Von aktuellem Interesse sind in diesem Zusammenhang vor allem die kanzerogenen Trihalogenmethane, sofern das Wasser des Vorfluters zu Trinkwasser aufbereitet wird.

Eine Schädigung des Oekosystems durch gechlortes Abwasser ist ebenfalls in Betracht zu ziehen, denn es wird angenommen, daß die durch Chlor entstehenden organischen Verbindungen einen negativen Einfluß auf die Umwelt ausüben.

BELLANCA und BAYLEY (6) führten nach einem massiven Fischsterben Studien über den Einfluß des gechlorten Kläranlagenablaufs auf das aquatische Oekosystem in den Niederungen des James-Flusses durch.

Mittels Feldversuchen, Experimenten in Aquarien und bei Labor-Toxizitäts-Tests wurde festgestellt, daß Chlor und Chloramine akut toxisch für eine große Anzahl von Tieren in einer Flußmündung waren (eine allerdings schon längere Zeit wohlbekannte Erscheinung). Weiter diskutieren BUXTON und ROSS (11) den Schadenseffekt, der durch Residualchlor und seine Nebenprodukte auf das aquatische Oekosystem entsteht.

Gechlortes Abwasser, das in die offene See fließt, wirkt sich offenbar nicht negativ auf das aquatische Leben aus.

Gefährlicher ist, wenn ungechlortes Abwasser in das Meer geleitet wird.

GROSSO et al. (23) beschrieben den Effekt einer Chlorung des Abwassers. Im Sommer 1973 wurde im Rahmen der Bemühungen die Ausbreitung der Cholera-Epidemie in Neapel zu begrenzen, das Abwasser bevor es zur See floß, gechlort. Meerestiere, gefangen in Strandnähe, die üblicherweise in Meerwasser frisch gehalten und roh verzehrt wurden, waren die wichtigsten Infektionsträger gewesen. Innerhalb von drei Tagen war die Epidemie beherrscht, jedoch stellen enterale Infektionskrankheiten weiterhin ernste Probleme dar, denn in der ersten Hälfte des Jahres 1976 wurden 286 Fälle von Typhus und Paratyphus und 390 Fälle von viraler Hepatitis bestätigt. Erneut wurde das Abwasser, bevor es in das Meer fließt gechlort und die Wirksamkeit der Behandlung bakteriologisch und biologisch überprüft. Die Ergebnisse zeigten, daß bei Zugabe von Natriumhypochlorit nach einer Kontaktzeit von 20 - 30 min. (= Residualchlor zwischen 0,23 - 4,6 mg/l) der Bakteriengehalt um mehr als 90 % reduziert war. Die bentonische Fauna erfuhr durch das gechlorte Abwasser keine Schädigung, d. h. die Chlorung kann für das geklarte, verdünnte und gemischte Abwasser in Krisenzeiten, wenn Epidemiegefahr besteht, empfohlen werden, sofern sich andere Desinfektionsmethoden als mangelhaft erweisen.

Da der Einsatz von physikalischen Verfahren zur Keimabtötung im Abwasser vorerst in Ländern wie Jordanien aus technischen und wirtschaftlichen Gründen nicht möglich sein dürfte, hat derzeit nur die Verwendung chemischer Desinfektionsmittel Chancen.

IV. Die Wasser- und Abwassersituation in Amman

Amman, die Hauptstadt des Haschemitischen Königreiches Jordanien, liegt am Ostrand des Ajloungebirges. Das Stadtgebiet verteilt sich auf viele Hügel, das Haupttal gliedert die Stadt in einen nördlichen und einen südlichen Teil. Die Lage der Stadt ermöglicht eine gute Wasserversorgung, so daß sie zeitweise den Namen "Wasserstadt" hatte (s. a. Hadidi, A. (24)).

Prähistorische Funde lassen auf eine erste Besiedlung des Tales des Wadi Amman in der Altsteinzeit schließen. Weitere Siedlungsreste stammen aus der Bronzezeit (2000 v. Chr.). Amman war 285 - 247 v. Chr. als das biblische Rabbath Ammon die Hauptstadt des Ammoniterreiches. Im 10. Jahrhundert wurde die Stadt von Saul und David erobert. Vom 8. Jahrhundert bis 218 v. Chr. wurde Amman von verschiedenen Völkern besetzt, im Jahre 63 v. Chr. trat sie dem Bund freier Städte - Dekapolis genannt - bei. Im Jahre 31 v. Chr. folgte die römische Besetzung unter Herodes, die Amman zu einem bedeutenden Verkehrsknotenpunkt werden ließ.

Als 635 n. Chr. die Araber in die Stadt kamen, erlebte Amman nochmals eine kurze Blüte, aber während dieser gesamten Periode existierte in der Stadt keinerlei Kanalisation.

Nach einer sehr langen, ruhigen Phase wurde Amman erst wieder 1878 stärker besiedelt. 1921 erlangte die Stadt durch die Gründung des Emirates von Transjordanien Bedeutung, seit 1946 ist sie die Hauptstadt des Königreiches Jordanien.

Für die Abwassersituation ist wichtig, daß ab dem 2. Weltkrieg die Bevölkerung Ammans rapide anstieg, was sich zurückführen läßt auf:

1. die Konzentration von Militärlagern in Stadtnähe
2. den Beginn der Phosphatgewinnung im naheliegenden Ruseifa,
3. Flüchtlinge des arabisch-israelischen Krieges 1948/49

Die Migration erreichte 1967 im 6-Tage-Krieg ihren Gipfel. Durch die Besetzung Westjordanien kamen erneut Flüchtlinge nach Amman, ebenso hatte die Libanon-Krise Einfluß auf das Bevölkerungswachstum. Seit die Stadt im Wachsen begriffen ist, kam der Ausbau der Wasserleitungen in Gang. Amman hat heute ca. 1.250.000 Einwohner, was etwa der Hälfte der Gesamtbevölkerung des Landes Jordanien entspricht. Das Trinkwasser wird aus 30 Tiefbrunnen bezogen, von denen sich ein Teil in der Nähe des Abwasserflusses im Wadi Amman (Abb.



Abb. 1a)

1a) befindet.

Seit 1970 wird die Kanalisierung der Stadt betrieben, sie ist bis heute noch nicht abgeschlossen, immer noch wird Abwasser in Senkgruben an Häusern aufgefangen und abgefahren. Die Gefahr der Kontamination des Trinkwassers bestand lange Zeit, denn sowohl die Leitungsrohre für Trinkwasser, als auch die für Abwasser waren häufig undicht. Immerhin blieb die Zahl der dadurch entstandenen Diarrhoen und ähnlicher Erkrankungen meist auf die Häuser begrenzt, die durch das gleiche Leitungssystem versorgt wurden. Zur Seuchenprävention wird heute dafür gesorgt, daß die Chlorkonzentration im Anfang des Trinkwasser-Versorgungsnetzes ständig 2 ppm beträgt. (Vergleich mit Deutschland: gesetzlich sind hier maximal 0,6 ppm erlaubt).

Mit der Trinkwasserchlorung ließ sich unter den gegebenen Umständen die Seuchenbekämpfung aber nicht ausreichend bewerkstelligen. Wie die Abb. 1a) ausweist, liegen zahlreiche Brunnen im Wadi Amman, wo der Seil Amman als Vorfluter für die Abwässer der Stadt dient. Das langsam fließende Gewässer ist im Grunde ein reiner Abwasserkanal. Die Fließgeschwindigkeit wird immerhin so eingerichtet, daß es zu keinen Stagnationen und stärkeren Partikelsedimentationen kommt.



View of the plant from the control room.

Abb. 1b)

Ein Übertritt von verseuchtem Abwasser als Uferfiltrat in die Brunnen ist jedoch zumindest nicht auszuschließen.

1969 war eine Kläranlage für die Stadt errichtet worden (Abb. 1b), da die vor diesem Zeitpunkt meist praktizierte Beseitigung des Inhalts der Senkgruben die Gefahr mit sich brachte, daß das Grundwasser kontaminiert wurde, vor allem wenn man das Abwasser auf freies Land entleerte. Als weitere Gefahr ist hier die Verbreitung parasitärer Krankheiten

(Askarideneier) zu erwähnen, wie sie auch in Deutschland durch abwassergedüngten Kopfsalat in Darmstadt 1949 entstanden ist. Geplant war die Kläranlage in der damaligen Zeit für 300.000 Einwohner und es wurde ein BSB-5 (biologischer Sauerstoffbedarf) von 250 mg/l für das Abwasser als Grenzwert gesetzt. Die täglich zu klärende Abwassermenge wurde mit 60.000 Kubikmeter/24 Stunden veranschlagt.

Von der Einführung eines "advanced treatments" war und ist Jordanien - wie alle Länder der Dritten Welt - jedoch weit entfernt. Wenn überhaupt, wird sich die Abwasserdesinfektion nach wie vor auf die Chlorung beschränken müssen.

Tatsächlich war der BSB-5 des Abwassers 600 mg/l und die Abwassermenge betrug maximal 45.000 Kubikmeter/24 h. Es resultierte also in praxi eine wesentlich größere Belastung der Kläranlage (s. Tab. 2).

Tabelle 2: BSB-5 der Kläranlage Amman

	BSB-5	tägl. Abwassermenge/ Kubikmeter
lt. Plan	250 mg/l x 60	= 15.000 kg BSB-5
tatsächliche Menge	600 mg/l x 45	= 27.000 kg BSB-5

Tabelle 3: Wasserverbrauch pro Kopf und Tag (nach BORNEFF (9))

Einwohner auf dem Land	50	1/Kopf/Tag
Einwohner in der Kleinstadt	100	1/Kopf/Tag
Einwohner in der Mittelstadt	100 - 200	1/Kopf/Tag
Einwohner in der Großstadt	120 - 250	1/Kopf/Tag
Kranker im Hospital	680 (350 - 1000)	1/Kopf/Tag
Schüler in Schulen	27 (6 - 94)	1/Kopf/Tag
Häftling in Anstalten	210 (150 - 750)	1/Kopf/Tag

Der hohe BSB-5-Wert hat seine Ursache in dem sparsamen Umgang der Einwohner der Stadt Amman mit dem Trinkwasser. Normal wäre ein Verbrauch pro Kopf und Tag für eine große Stadt von 200 l (s. Tab. 3), in der Stadt Amman erreicht er aber durchschnittlich nur 80 l pro Kopf und Tag.

Das geklärte Abwasser wird abschließend mit Chlor versetzt und nach einer Verweildauer bis ca. 30 Min. in den Seil geleitet.

Die zugesetzte Chlormenge pro Stunde variiert zwischen 30 und 80 ml/l. Entsprechende Analysen zeigten, daß eine Erhöhung der Chlorzugabe keinen Einfluß auf die Quantität der Wasserkeime hatte. Wichtig ist die Reaktionsdauer zwischen Chlor und dem geklärten Abwasser sowie eine gut funktionierende Kläranlage.

Bei der letzten Cholera-Epidemie im Jahre 1981 in Jordanien wurde *Vibrio cholerae* var. El Tor 200 m unterhalb der Kläranlage im Wasser des Seil nachgewiesen. Entlang dieses Flusses haben viele landwirtschaftliche Betriebe das Wasser zur Bewässerung verschiedener Gemüsesorten benutzt, insbesondere für Petersilie, Pfefferminze, Spinat, Radieschen usw., was als Grund für die Verbreitung der Epidemie

angenommen wurde; dementsprechend vernichtete man die Ernte von solchen Feldern und untersagte den Handel mit diesen Gemüsesorten. Zur Beherrschung der Epidemie sind folgende Maßnahmen zusätzlich ergriffen worden:

1. Der Schlamm aus der Kläranlage wurde durch septische Tankwagen täglich in Mengen zwischen 600 - 1000 Kubikmeter abtransportiert und außerhalb der Stadtgrenzen zur Vermeidung von Grundwasserverunreinigungen verbrannt.
2. Die Kontaktzeit des Abwassers mit Chlor wurde durch entsprechende Vergrößerung des Endbeckens auf ca. 45 Min. verlängert.
3. Die Chlorzufuhr wurde auf 80 l/Stunde erhöht. Die bakteriologischen Testergebnisse besserten sich, doch dürfte dies eher auf die Entlastung der Kläranlage zurückzuführen sein.
4. Es wurde der Bau einer neuen Kläranlage in nordöstlicher Richtung der Stadt unter Berücksichtigung der Risiken, die durch das Abwasser entstehen können, geplant.

V. Bakteriologischer Teil

a) Material und Methoden

Das Abwasser im Endbecken der Kläranlage von Amman wurde zu verschiedenen Tageszeiten im Laufe von 4 Monaten bakteriologisch untersucht; gleichzeitig erfolgte die Bestimmung des Restchlors photometrisch mit der o-Tolidin-Methode. Das Abwasser wurde hierzu in 10 l-Behältern gesammelt und sofort im Labor halbstündlich, später stündlich bakteriologisch kontrolliert und parallel das Residualchlor gemessen. Die mikrobiologische Untersuchung führten wir nach dem Prinzip der MPN aus den "Standard-Methods for the Examination of Water and Wastewater" (13th Ed. American Public Health Ass., N.Y. 1971) durch.

Am Anfang stand jeweils der "Presumptive Test" im Lauryl-Bouillon mit der folgenden Zusammensetzung:

Lauryl-Tryptose-Broth Oxoid	36,00 g/l
Tryptose-Oxoid L 47	20,00 g

Lactose	5,00 g
Natriumchlorid	5,00 g
Di-Kaliumhydrogenphosphat	2,75 g
Kaliumdihydrogenphosphat	2,75 g
Natrium Laurylsulfat	0,10 g
pH	6,8

Für jede zu untersuchende Probe setzten wir jeweils 3 Röhrchen mit konzentrierter Lauryl-Bouillon und 2 x 3 Röhrchen mit normaler Lauryl-Bouillon zu 10 ml an und beimpften diese mit 10,0, 1,0 ml, bzw. 0,1 ml.

Nach 24 - 48 Stunden Bebrütung bei 37 °C wurden die Ergebnisse abgelesen, wobei wir sowohl auf das Vorhandensein von Gas in den Durham-Röhrchen als auch auf die Trübung achteten. Trübung ohne Gasbildung wurde als negativ bewertet. Die Häufigkeit der Trübung mit Gasbildung wurde zur Bestimmung der Coliformenzahl anhand einer MPN-Tabelle (= most probable number) ausgewertet.

Die positiven Röhrchen haben wir außerdem mit dem sogenannten "Confirm-Test" weiter untersucht, indem wir sie auf Brillantgrün-Bouillon folgender Zusammensetzung überimpften:

Brillant Green Bile 2 %

40,00 g/l

Peptone Oxoid L 37	10,00 g
Lactose	10,00 g
Ox-Bile	20,00 g
Brillant Green	0,0133 g
pH	7,4

Entsteht in diesem Medium ebenfalls Wachstum und Gasbildung, so gilt die Diagnose *E. coli* als wahrscheinlich. Die Colizahl läßt sich aus derselben MPN-Tabelle entnehmen. Um sicher zu gehen, müssen die Bouillon-Kulturen noch auf Endo-Agar ausgestrichen sowie Gramfärbungen der isolierten Keime vorgenommen und diese mittels einer IMVIC-Reihe getestet werden.

Die WHO empfiehlt als Kriterium einer optimalen Einstellung einer Kläranlage, daß deren Wasser im Endbecken nicht mehr als 100 Keime/ml enthält und es soll auch (nach der MPN-Methode) frei von *E. coli* sein.

b) Ergebnisse der Abwasseranalysen in Amman

Der nach der beschriebenen Methode untersuchte Kläranlagenablauf von Amman zeigte das in der Tabelle 4 und Abb.2 aufgeführte Verhalten der Chlorkonzentration.

Tab. 4: Coliforme im Abwasser von Amman

Test - Nr.	Entnahme- datum	Chlorein- wirkungs- zeit in min.	Restchlor in mg/l	Gesamtcoli- forme pro 100 ml	E. coli pro 100 ml
1	13.11.83	10	2,0	43	9
		40	2,0	9	0
		70	1,75	0	0
		130	1,0	0	0
		190	1,0	0	0
2	01.12.83	10	2,0	23	4
		40	2,0	23	0
		70	2,0	4	0
		100	2,0	4	0
		130	2,0	0	0
3	07.12.83	10	2,0	23	23
		40	2,0	9	0
		70	2,0	0	0
		130	2,0	0	0
		190	2,0	0	0
4	14.12.83	10	2,0	23	1
		70	2,0	0	0
		130	2,0	0	0
		190	2,0	0	0
5	16.12.83	10	2,0	23	9
		70	2,0	7	0
		130	2,0	11	0
		190	1,5	9	0
6	27.12.83	10	2,0	23	9
		70	2,0	7	0
		130	2,0	11	0
		190	1,5	9	0
7	07.01.83	10	2,0	23	23
		40	2,0	9	0
		70	2,0	0	0
		100	2,0	0	0
		160	2,0	0	0
8	16.01.84	10	2,0	23	9
		70	2,0	7	0
		130	2,0	11	0
		190	1,5	9	0

Tab. 4: Fortsetzung

Coliforme im Abwasser von Amman

Test - Nr.	Entnahme- datum	Chlorein- wirkungs- zeit in min.	Restchlor in mg/l	Gesamtcoli- forme pro 100 ml
9	14.02.84	10	2,0	23
		70	2,0	0
		130	2,0	0
		190	2,0	0
10	22.02.84	10	1,5	7
		70	1,0	4
		130	0,75	0
		190	0,15	4

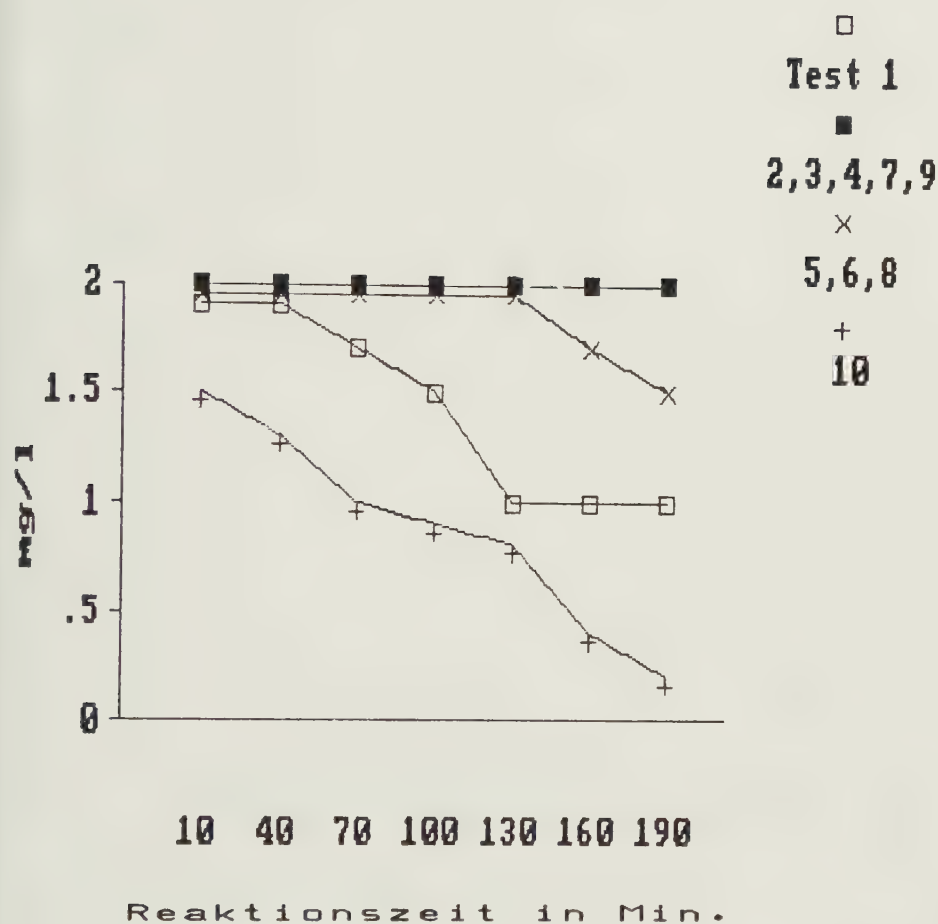


Abb. 2 Restchlor im Abwasser

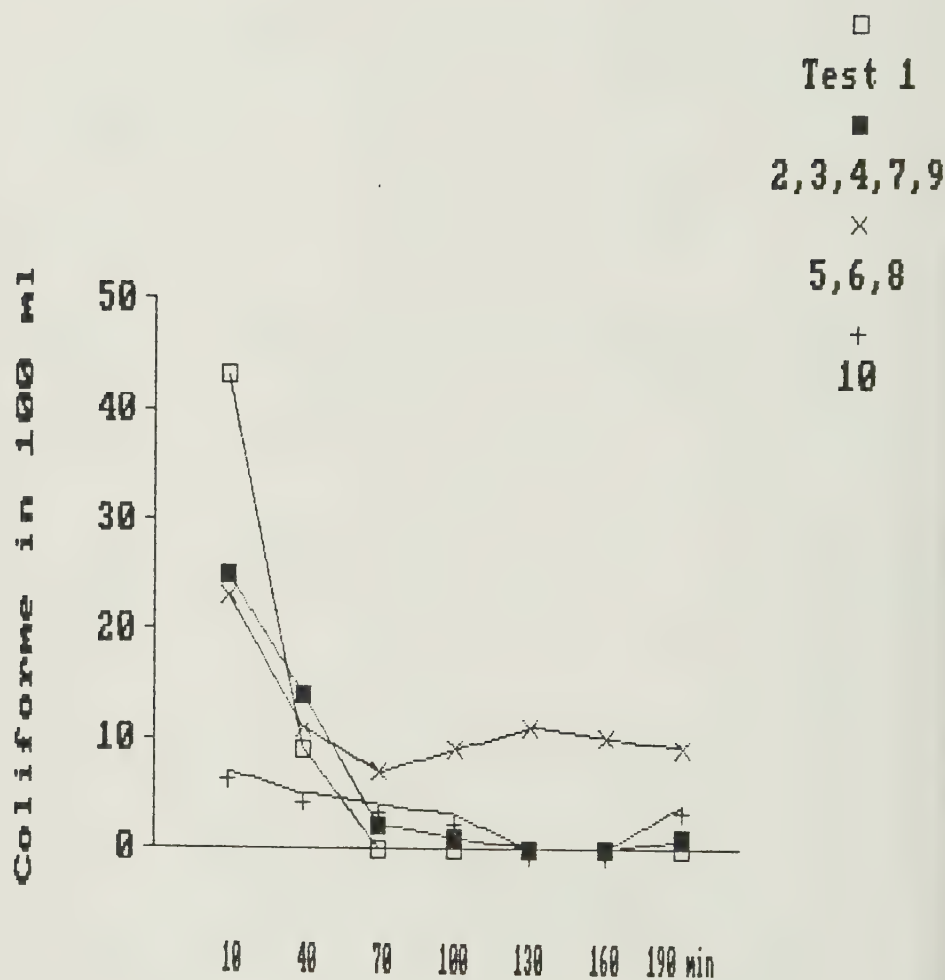


Abb.3 Verhalten der Coliformen im Abwasser

□

Test 1-10

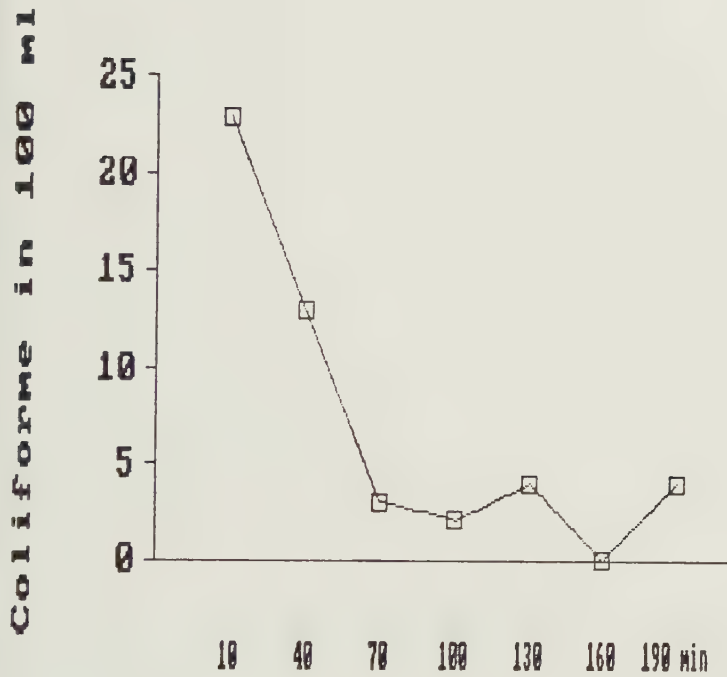


Abb.4 Mittelwerte der Coliformen

Nach dem Kurvenverlauf in der Abb. 2 wäre zu vermuten, daß die Coliformenbelastung des Abwassers bei Test Nr. 1 und Nr. 10 wegen der schnelleren Chlorzehrung langsamer als bei den übrigen 8 Versuchen zurückgeht. Zur Überprüfung dieser Annahme erstellten wir die Abb. 3. Eingetragen sind hier die Mittelwerte der Coliformen aus den Versuchen Nr. 2, 3, 4, 7, 9 sowie 5, 6, 8 und die Resultate aus Nr. 1 bzw. 10. Die Abb. 3 zeigt, daß keine eindeutigen Wirkungsdifferenzen zwischen den Versuchen aufgetreten sind. Das günstigste Verhalten trifft für Nr. 1 zu, doch ist gerade bei diesem Test eine deutliche Chlorzehrung entstanden. Mit Wahrscheinlichkeit sind daher die Keimzahlunterschiede nur vorgetäuscht, die MPN Methode erlaubt eben keine größere Genauigkeit. Es war deshalb angezeigt alle Resultate zusammenzufassen (siehe Abb. 4).

Die Abb. 4 weist aus, daß die Abwasserchlorung die Coliformenzahl reduziert. Der von uns im Labor kontrollierte Abschnitt bis zu 3 Stunden nach dem Chlorzusatz im Klärwerk stellt die sekundäre Keimtötungsphase dar. Aus dem Kurvenverlauf ist zu schließen, daß der initiale Keimsturz in der Transportzeit bis zum Labor bereits abgelaufen war. Das Verhalten der Inaktivierungskinetik entspricht im übrigen

der Erfahrung, daß in der Endphase der Keimtötung die Kurve nicht mehr derjenigen einer Reaktion I. Ordnung folgt.

VI. Diskussion

Die Verbreitung der Cholera 1981 in Amman erfolgte auf dem Wege über Abwasser-Trinkwasser, was die Behörden zu entsprechenden Schutzmaßnahmen veranlaßte. Im Vordergrund stand dabei die Desinfektion der anfallenden Abwässer. Von den heute zur Verfügung stehenden Verfahren ist die Behandlung mit Chlor die wirtschaftlichste Methode zur Beseitigung pathogener Keime. Andere Verfahren, wie z. B. die Anwendung von Ozon oder Hitze sind nicht nur kostspielig, sondern auch technisch aufwendig. Allerdings können durch Chlor und seine Reaktionsprodukte im aquatischen Ökosystem Schäden entstehen. Akute Toxizitäten sind für verschiedene Tiere festgestellt worden (6). GROSSO et al. (23) halten es gleichwohl für notwendig, geklartes Abwasser, besonders bei drohenden Epidemien, mit Chlor zu versetzen, bevor es ins Meer ab-

geleitet wird. Sie stellten in Experimenten fest, daß Chlorverbindungen zumindest keinen negativen Einfluß auf die bentonische Fauna haben.

Nach SCHERB (55) könnte die Bestrahlung von einwandfrei geklärtem Abwasser die Chlorungsmethode künftig ergänzen. Bei dieser UV-Behandlung handelt es sich ohne Zweifel um ein besonders umweltfreundliches Desinfektionsverfahren. Sie führt auch bei längeren Laufzeiten zu einer signifikanten Reduktion von Coliformen sowie E. coli und stellt überdies ein einfaches Verfahren zur Reduzierung von Keimen im biologisch gereinigten Abwasser dar.

Es ist jedoch davon auszugehen, daß nur weitgehend farb- und schwebstofffreie sowie entgaste Abwässer der UV-Behandlung zugeführt werden können. Möglicherweise läßt sich die Desinfektionswirkung der Bestrahlung durch Zusätze, die einen synergistischen Effekt hervorrufen optimieren (67).

In Amman muß man aber von der Voraussetzung ausgehen, daß vorerst nur das wirtschaftlichste Verfahren, also die Chlorung, derzeit in Betracht kommt. Da verschiedentlich Zweifel an der Zweckmäßigkeit dieses Vorgehens geäußert wurden, bestand Veranlassung zur experimentellen Überprüfung des Wirkungsgrades in der Praxis.

Unsere Wahl des Nachweisverfahrens für *E. coli* in dem gechlorten Abwasser stützte sich auf die entsprechenden Berichte in der Literatur. Über die Eignung des bereits 1888 vorgeschlagenen Colitests zum Erkennen einer Fäkalverunreinigung besteht generell heute Einigkeit. Unterschiedliche Auffassungen finden sich aber darüber, welches Verfahren - Titermethode oder Membranfiltration - zu bevorzugen sei. Bei der Anreicherung in einem flüssigen Medium lassen sich vorgeschädigte Keime am besten zur Vermehrung bringen, es besteht aber das Risiko der Konkurrenz verschiedener Keimarten, d. h. der gesuchte Mikroorganismus wird unter Umständen im Wachstum unterdrückt. Verwendet man aber selektivierend wirkende Zusätze (z. B. bestimmte Farbstoffe), werden zwar die unerwünschten Mikroorganismen an der Vermehrung gehindert, doch ist die Selektivität nicht streng keimspezifisch. *E. coli* bilden dann vielfach aus Laktose kein Gas mehr. Wird eine Beurteilung der Wasser- oder Lebensmittelqualität nach der Zahl der *E. coli* gefordert, bietet die Kultur auf der Oberfläche fester Nährboden Vorteile gegenüber der MPN-Methode. Natürlich ist auch hierbei die Wachstumsblockade von *E. coli* durch selektivierend wirkende Zusätze in Rechnung zu stellen. Die Untersuchung von stark kontaminierten Flüssigkeiten mit der Membranfiltermethode setzt jedoch wegen der Überwucherung der Fläche die Anwendung von Hemmstoffen unbedingt voraus.

Die neuesten Publikationen zu dieser Fragestellung stammen von SCHUBERT und HELM (57), die bestätigen, daß die Angeh-rate chlorungsvorgeschädigter *E. coli* mit der Membranfilter-Endoagarmethode zu niedrig ist, als daß sie der Flüssigkeitsanreicherung als gleichwertig angesehen werden kann. Grund sei die Toxizität des Endoagars für die vorgeschädigten *E. coli*. Die Autoren schlagen die Anwendung einer Casein-Soja-Laktoselösung - also ohne Hemmstoffzusatz - vor, schränken deren Einsatz wegen des starken Wachstums der Begleitflora aber auf Trink- und Badebecken-Wasserproben ein. Von den zahlreichen Veröffentlichungen über die bakteriologische Abwasseruntersuchung sei noch diejenige von BRASWELL u. HOADLEY (9) ausführlicher zitiert. Die Autoren untersuchten den Ablauf der Kläranlage des Campus der Universität Florida, der nach Autoklavierung mit *E. coli* ATCC 27622 quantitativ (ca. 50000/ml) kontaminiert wurde. Die Desinfektion erfolgte mit NaOCl (2 bzw. 3 mg Chlor/l), die Lagerung bei Zimmertemperatur. Nach 30 min. ließ sich ein Restchlorgehalt von 0,3 - 0,5 mg/l ermitteln. Die Colizahl wurde nach Einwirkungszeiten von 1 - 30 min. mit verschiedenen Methoden ermittelt. Bei Anwendung von EC-Broth und Lactose-Broth erhielten BRASWELL u. HOADLEY eine Reduktion um 3 log-Stufen nach 12 - 15 Minuten, bei

Einsatz von TSA waren 25 - 30 Minuten für den gleichen Wirkungsgrad notwendig. TSA ist jedoch wegen des Fehlens jeglicher Selektivität für natives Abwasser nicht geeignet. Der Vergleich mit m-FC-Medium ergab ähnliche Differenzen zugunsten des TSA-Mediums. BRASWELL u. HOADLEY zogen aus ihren Befunden den Schluß, daß die verfügbaren Standardmethoden für den Nachweis von Gesamcoliformen und *E. coli* in gechlortem Abwasser nicht anzuwenden seien, weil vorgeschädigte Keime auf den Membranfiltern keine Kolonien bilden und in Laktosebrühe auch kein Gas erzeugen.

McKEE et al. (37) hatten ebenfalls auffallend weniger Coliforme in gechlortem Abwasser erhalten als sie es durch Membranfilter filtrierten und mit der MPN-Methode verglichen. Bei LIN (35) zeigte sich zwar ein höherer MPN-Wert in gechlortem Abwasser, die Diskrepanz ließ sich jedoch durch Inkubation des Filters auf LES-Endo-Medium vor der Bebrütung auf m-Endo-Medium eliminieren. LIN kam aber bezüglich der Wiederbelebung von fäkalen Coliformen aus gechlortem Abwasser doch zu dem Schluß, daß die MPN-Prozedur der Membranfiltertechnik vorzuziehen sei.

MAXCY (36) sowie SCHEUSNER (56) hatten bereits 1970 bzw. 71 beschrieben, daß chlongeschädigte *E. coli* auf einem selektiven Medium keine Kolonien bilden. Von MOWAT (41) wurde 1972 eine siebenmonatige Studie durchgeführt, bei der sie die Resultate

der Membranfilter-Methode mit denen der MPN-Technik verglichen. In 25 Experimenten ergaben sich große Diskrepanzen zwischen den Ergebnissen der beiden Verfahren bei ungechlorten Abwässern. Mit wenigen Ausnahmen fand sich dagegen eine Übereinstimmung zwischen der MPN- und der Membranfilter-Methode bei chlorhaltigem Sekundär-Abwasser, wobei sie um so größer war, je höher das Abwasser gechlort worden ist.

Aus den Berichten ist insgesamt der Schluß zu ziehen, daß von den zur Verfügung stehenden Testverfahren die MPN-Methode weniger falsch-negative Resultate ergibt. Wir entschieden uns daher für deren Verwendung; wählten aber als Nährlösung eine Variante mit selektiv wirkendem Zusatz aus. Wir nahmen damit in kauf, daß wir hinsichtlich der Colizahl nur weniger verlässliche Angaben machen können.

Die Kontrollen führten zu dem Resultat, daß das dem Abwasser in der Kläranlage zugefügte Chlor über mehrere Stunden als freies Chlor in Konzentrationen von ca. 1 mg/l zur Verfügung stand. Allerdings kommt es offenbar zeitweilig zu stärkerem Eintrag von organischer Substanz, d. h. zu einer intensiveren Chlorzehrung. Das Residualchlor fällt dann auf Konzentrationen im Bereich von 0,1 mg/l. Die Coliformen- und E.coli-Bestimmungen ergaben aber gleichwohl keine deutlichen Unterschiede an den Versuchstagen mit hohem und geringem Restchlor-

gehalt. Die zusammenfassende Auswertung ergab, daß die Coliformenzahl nach 60 Minuten auf unter 10 pro 100 ml abgesunken war, daß sich diese geringe Kontamination aber noch über mehrere Stunden erstreckte. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß die E.coli-Keime, die bei dieser Untersuchung insgesamt etwa 25 % der Coliformen ausmachen, in keinem Falle nach einer Stunde Einwirkungszeit mehr nachzuweisen waren.

Hier wäre noch auf die neueren Untersuchungen von HUANG et al. 29) hinzuweisen, die die Reduktion der Coliformen-Zahl im Abwasser nach Chloreinbringung mittels Düsen bzw. mit konventionellen Verteilern überprüften. Die Versuche erfolgten am sekundären Abfluß der Kläranlage der Jones-Insel von September - Dezember 1983, wobei das Residualchlor bestimmt und die Wirksamkeit der Chlorung anhand der Fäkal- Coliformen-Zahl mit Hilfe der MPN für verschiedene Chlor-dosierungen bewertet wurde.

Die Schlußfolgerungen waren:

Die größte Herabsetzung der Chlorkonzentration fand während der Anfangs-Mischungs-Periode während etwa 30 Sekunden statt. Bei der Anwendung der Düsen beobachteten HUANG et al. höhere Reduktionen als mit dem Verteiler.

Obwohl die größte Coliformen-Reduktion während der Anfangs-Mischungs-Periode ablief, hielt die Abnahme des Coliformengehaltes noch bis zu 15 Minuten nach der Chlor-

zugabe an. Wir schließen daraus, daß die Verlängerung der Durchflußzeit in den Kläranlagen tatsächlich einen wesentlichen Beitrag zur Reduktion des Keimgehaltes leisten kann. Wichtig scheint uns noch die Feststellung von HUANG et al. zu sein, daß die Intensität der initialen Durchmischung des Abwassers mit der Chlorlösung nur die anfängliche Keimtötung beeinflußt. Die Ursache der Coliformenreduktion während der folgenden 15 Minuten blieb unklar.

Insgesamt haben unsere Untersuchungen bestätigt, daß in Amman die Empfehlungen der WHO zur Sicherung der bakteriologischen Abwasserqualität bei Einhaltung bestimmter Betriebsbedingungen zu erfüllen sind. Dies schließt natürlich die Empfehlung nach weiteren kurz- und mittelfristigen Verbesserungen nicht aus.

VII. Empfehlungen für Amman

1. Erhöhung des pro-Kopf-Verbrauches von ca. 80 l Wasser/Tag auf 200 l. Wenn mehr Wasser in den Haushalten verbraucht wird, würde dies zur Reduktion der BSB-5-Zahl führen. Natürlich sind zu diesem Zweck neue Wasserquellen zu erschließen.
2. Vergrößerungen der jetzigen Klaranlage, besonders der Endbeckenfläche, damit die Kontaktzeit zwischen Chlor und geklärtem Wasser verlängert wird.
3. Eine neue Klaranlage sollte außerhalb der Stadtgrenzen geplant werden. In der Nähe der Anlage sind keine Wohnsiedlungen zu gestatten, um Schaden für die menschliche Gesundheit grundsätzlich auszuschließen.
4. Der Transport von Trinkwasser und Abwasser darf unter keinen Umständen mit den gleichen Tankwagen erfolgen.
5. Der Aufbau eines leistungsfähigen Laboratoriums für die Untersuchung des Abwasser auf bakterielle und virale Krankheitserreger sollte realisiert werden.

6. Es ist zu überprüfen, ob die Chlorung des Abwassers durch UV-Bestrahlung ersetzt oder ergänzt werden kann. Bei der Chlorung können unerwünschte organische Chlorverbindungen entstehen, die sowohl beim Menschen, als auch in der Umwelt Schäden hervorrufen können.

VIII. Zusammenfassung

Im Jahre 1981 brach in Amman eine Cholera-Epidemie aus, bei der die Cholera-Vibrionen im Vorfluter der Kläranlage (Seil) nachgewiesen wurden. Ursache der Epidemie war letztlich eine ungenügende Kontaktzeit des Chlors im Sekundärabwasser der Kläranlage. Die anschließend eingeführte Verlängerung der Kontaktzeit ergab bessere Ergebnisse des Abwasser-Keimgehaltes, allerdings zeigte erst die im Rahmen dieser Untersuchungen zu verschiedenen Jahres- und Tageszeiten vorgenommene weitere Verlängerung der Chlor-Abwasser-Kontaktzeit eine einwandfreie Reduktion des E. coli-Gehaltes im Abwasser. Nach diesen Ergebnissen ist zu erwarten, daß auch Darminfektions-Erreger wie z. B. Salmonella typhi-, paratyphi und Vibrio cholerae vernichtet werden. Ob die ebenfalls im Abwasser vorkommenden Enteroviren inaktiviert werden, bedarf

eigener Untersuchungen.

Aus der Literatur und den eigenen Untersuchungsergebnissen wurden Empfehlungen abgeleitet. Die Trinkwasserversorgung der Stadt Amman ist zu verbessern und die Kläranlage zu optimieren. Die Ausstattung mit einem leistungsfähigen Labor ist eine der Voraussetzungen für die Vermeidung zukünftiger Epidemien. Die Desinfektion mit Chlor sollte aber wegen der sekundären Reaktionsprodukte keine Dauerlösung darstellen; der alternative oder zusätzliche Einsatz einer UV-Bestrahlung wird als eine mögliche Lösung angesehen.

IX. Literaturverzeichnis

1. Acher, A. J. and Rosenthal, I.: Dye sensitized photo oxidation. A new approach to the treatment of organic matter in sewage effluents. Div. Soil Residues Chem., Inst. Soils Water, Volcani Ent., Bet Dagan, ISR. Water Res. (1977) 557 - 562
2. Adams, A. P. and J. C. Spendlove: Coliform Aerosols Emitted by Sewage Treatment Plants. Science 169 (1970) 1218.
3. American Standard Methods for the examination of water and wastewater, 13th ed.
4. Barber
(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)
5. Beardsley, C. W.: Disinfection by subresidual chlorination. Sew. and Ind. Wastes 22 (1950) 1004
6. Bellanca, M. A. and D. S. Bailey: Effects of chlorinated effluents on aquatic ecosystem in the lower James River. J. Water Poll. Contr. Fed. 49/4 (1977), 639 - 645

7. Bhaskaran, T. R., M. N. Lahiri and B. K. Ghose Roy: Effect of sewage treatment processes on survival of tubercle bacilli. Indian J. Med. Res. 48/6 (1960) 790 - 796
8. Borneff, J.: Hygiene, 3. Aufl., Thieme Verlag 1977, Stuttgart
9. Braswell, J. R. and A. W. Hoadley: Recovery of *Escherichia coli* from chlorinated secondary sewage. Appl. Microbiol. 28/2 (1974) 328 - 329
10. Bundesgesundheitsamt: Merkblatt Nr. 7. Die Behandlung und Beseitigung von Klärschlämmen unter besonderer Berücksichtigung ihrer seuchenhygienischen unbedenklichen Verwertung im Landbau. Bundesgesundheitsbl. 15 (1972) 234
11. Buxton, G. V. and S. A. Ross: Wastewater disinfection: toward a rational policy. J. Water Pollut. Control Fed., 51/8 (1979) 2023 - 2032
12. Duboise, S. M., B. E. Moore and B. P. Sagik: Poliovirus Survival and Movement on a Sandy Forest Soil. Appl. Environ. Microbiol. 31 (1976) 536
13. Diop, S., D. de Medeiros and R. Raylet: Bull Soc Méd Afr Noire Lang Fr 18 (1973) 278 - 282
(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)

14. Fair, G. M. and J. C. Geyer: Water Supply and Waste-Water Disposal, Verlag: John Wiley and Sons, Inc. New York
Second Edition (1956)
15. Friberg, L.: The relationship between chlorine dosage, chlorine residuals and bacterial destruction in primary-treated sewage. Nord. Hyg. T. 37/5-6 (1956)
141 - 151
16. Friedrich, A.: Arb. Kaiserl. Gesundheitsamt 8 (1893)
465 - 489
(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)
17. Gaffney, P. E.: Chlorobiphenyls and PCB's: formation during chlorination. J. Water Poll. Contr. Fed. 49/31 (1977) 401 - 404
18. Gerba, C. P., C. Wallis and J. L. Melnick: Microbiological Hazards of Household Toilets: Droplet Production and the Fate of Residual Organisms. Appl. Microbiol. 30 (1975) 229
19. Germano, E.: Zschr. Hyg. 24 (1897) 403
(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)
20. Germano, E.: Zschr. Hyg. 26 (1897) 272
(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)

21. Graham-Smith

(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)

22. Grigorieva, L. V., G. I. Korchak, V. I. Bondarenko and T. V.

Bey, Sanitary virologic and bacteriologic features of
the and soil in the surburbs of Kiev. Gig. San. 9 (1968)
(44 - 48)

23. Grosso, E., G. Ricciardi, G. Rizzo and G. Signorile:

Experimental evaluation of a controversial measure in
infective enteropathy prophylaxis: the chlorination of
raw sewage disposal into seawater. Igien. Mod. 69/6
(1976) 512 - 530

24. Hadidi, A.: The Roman Town plan of Amman. Archaeology in the
Levant, e.d.R. Moorey and P. Parr (1978) 211 - 22225. Heimann, W.: Eisenbahnschwellen als Infektionsquellen.
Inaug. Diss. Mainz (1955)26. Hess, E., G. Lott und C. Breer: Klärschlamm und Freiland-
biologie von Salmonellen, Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt.
Orig. B 158 (1974) 44627. Hickley, J. L. S. and P. C. Reist: Health significance of
airborne microorganisms from wastewater treatment
processes. II. Health significance and alternatives
for action. J. Water Poll. Contr. Fed. 47/12 (1975)
2758 - 2773

28. Hoffmann, H. A., Rh. C. Crusberg, B. S. Savilouis: Viral hepatitis and hydraulic parameters. Arch. environ. Hlth. (1979) 87
29. Huang, J. Y. C., R. Warriner and S. N. Nick: Pilot tests of chlorination facility for disinfection secondary effluent. J. Water Poll. Contr. Fed. 57 (1985) 777 - 784
30. Jones, F. and D. C. Watson. Enumeration of enteric bacteria as an indicator of potential risks of cross contamination in water authority vehicle workshops. Eng. Water Pollut. Control 76/3 (1977) 373 - 376
31. Kenline, P. A. and P. V. Scarpino: Bacterial Air Pollution from Sewage Treatment Plants. Amer. Ind. Hyg. Assoc. J. 33 (1972) 346
32. Kirchhoff, H.: Zur Desinfektion von Obst und Gemüse. Gesundh.- wes. Desinf. 57 (1965) 75
33. Kott, Y. u. N. Betzer: Isr. J. Med. Sci 8 (1972) 1912 - 1916
34. Ledbetter, J. O., L. M. Hauck and R. Reynolds: Health Hazards from Wastewater Treatment Practices. Environm. Lett. 4 (1973) 225
35. Lin, S.: Evaluation of coliform tests for chlorinated secondary effluents. J. Water Pollut. Contr. Fed. 45 (1973) 498 - 506

36. Maxcy, R. B.: Non-lethal injury and limitations of recovery of coliform organisms on selective media. J. Milk Food Technol. 33 (1970) 445 - 448
37. McKee, J. E. R. T., McLaughlin and P. Lesgourgues:
Application of molecular filter techniques to the bacterial assay of sewage. III. Effects of physical and chemical disinfection. Sewage Ind. Wastes, 30 (1958) 345 - 252
38. Melnick, J. L.: Viruses in Water in: Gerald Berg (Ed):
Viruses in Water. Amer. Publ. Health Ass. Inc. Washington (1976) 3 - 11
39. Mitscherlich, E. and E. H. Marth: Microbial survival in the Environment. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokio 1984
40. Mosley, J. W.: Transmission of viral diseases by drinking water in: Berg, G. (Ed) Transmission of viruses by the water Route. Wiley and sons New York (1966) 8
41. Mowat, A.: Most probable Number versus membrane filter on chlorinated effluents. J. Water Poll. Contr. Fed. 48/4 (1976) 724 - 728
42. Müller, G. und E. Rudolph: Zur Frage der Anwesenheit von Faekalbakterien auf Toilettenbrillen. Umwelthyg. 26 (1975) 143

43. Nouthouayi, A., Y. Vèzard, M. Castets: Bull. Soc. Méd.
Afr. Noire Lang Fr 16 (1971) 629 - 631

44. Ohwade
(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)

45. Pagon, S., W. Sonnabend und U. Krech: Epidemiologische Zusammenhänge zwischen menschlichen und tierischen Salmonella-Ausscheidern und deren Umwelt im Schweizerischen Bodenseeraum. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B 158 (1974) 395

46. Panja, G., S. K. Ghosh: Indian Med. Gaz 80 (1945) 390 - 392
(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)

47. Pesigan, T. P., J. Plantilla and M. Rolda: Bull. WHO 37 (1967) 779 - 786

48. Petri: Arb. Kaiserl. Gesundheitsamt 7 (1891) 1 - 31
(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)

49. Pick, A: Arch Hyg. (München) 10 (1893) 51 - 61
(Zit. nach E. Mitscherlich u. E. H. Marth)

50. Poon, C. P. C.: Viability of long-storaged air-borne bacterial aerosols. J. sanit. Engag. Div. Am. Soc. civ. Engrs. 94 (1968) 1137

51. Popp, L.: Quantitativ-bakteriologische Grundlagen der Chlorung von Trinkwasser. Arch. d. Pharmazie 284 (1951) 399 - 404
52. Randall, C. W. and J. O. Ledbetter: Bacterial Air Pollution from Activated Sludge Units. J. Amer. Ind. Hyg. Assoc. 27 (1966) 505
53. Rylander, R., K. Andersson, L. Belin, G. Berglund, R. Bergström, L. Hanson, M. Lundholm and I. Mattsby: Studies on Humans exposed to airborne sewage sludge. Schweiz. med. Wschr. 107 (1977) 182 - 184
54. Saldanha, F. L., H. I. Ihala, M. V. Sant and Y. S. Nimbkar: Indian J. Med. Res. 60 (1972) 173 - 177
(Zit. nach E. Mitscherlich und E. H. Marth)
55. Scherb, K.: Desinfektion von biologisch vorgereinigtem Abwasser durch UV-Bestrahlung. Wasserwirtschaft 74 H. 7/8 (1984) 389 - 390
56. Scheusner, D. L., F. F. Busta and M. L. Speck: Injury of bacteria by sanitizers. Appl. Microbiol. 21 (1971) 41 - 45
57. Schubert, R. u. F. Helm: Ein verbessertes Laktose-Pepton-Medium zur Anzüchtung chlorungsvorgeschädigter E. coli-Bakterien. Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. B 181 (1985)

58. Shousha

(Zit. nach E. Mitscherlich und E. H. Marth)

59. von Seck, P.: Versuche zur Problematik des offenen Toiletten-
systems in Schnellzügen. Inaug. Diss. Mainz (1972)

60. Toda

(Zit. nach E. Mitscherlich und E. H. Marth)

61. Tetsumoto, S. Jpn. J. Ep. Med. 8 (1930a) 353 - 363

(Zit. nach E. Mitscherlich und E. H. Marth)

62. Thiers, G. and A. Stroobant: Epidemiological aspects of the
1973 outbreak of cholera in the Cap Bon (Tunisia).

Med. Trop. 35/6 (1975) 479 - 486

63. Uffelmann, J.: Berl. Klin. Wochenschr. 29 (1893) 1209 - 1215

(Zit. nach E. Mitscherlich und E. H. Marth)

64. Wanner, H. U. und A. Deuber: Mikrobielle Verunreinigung der
Luft durch Belebtschlammbecken. Vortrag auf der 5.

Arbeitstagung der DGHM, Mainz, Oktober (1974)

65. Winkle, S. und R. Rohde: Gefahr und Bedeutung der faekalen
Verunreinigung vegetabiler Lebens- und Futtermittel
im Hinblick auf die Epidemiologie der Salmonellosen.

Arch. Hyg. 151 (1967) 720

66. Winkle, S. und G. B. Roemer: Arch. Hyg. Bakteriол. 154
(1971) 558 - 573
(Zit. nach E. Mitscherlich und E. H. Marth)
67. Woodbridge, D. D. and P. C. Cooper: Synergistic effects for
irradiation of fecal coliforms. J. Water Pollut.
Control. Fed. 51/11 (1979) 2717 - 2723
68. Woratz, H.: Die Infektionsgefahr für das Klärpersonal in Be-
lebtschlammanlagen. Gesundh.wes. Desinf. 55 (1963)
145
69. Wright, C., S. D. Kominos and R. B. Yee: Enterobacteriaceae
and *Pseudomonas aeruginosa* Recovered from Vegetable
Salads. Appl. Environ. Microbiol. 31 (1976) 453

X. Recommendation for Amman

1. Increase in the consumption per head of population from appr. 80 l water/day up to 200 l. If more water is used in the households, this would lead to a reduction of the BOD figure. For this purpose, it is necessary to tap new water sources.
2. Enlargement of the existing sewage treatment plant and, especially, the area of the final basins so that the contact time between the chlorine and the purified water is lengthened.
3. A new sewage treatment plant should be planned outwith the city limits. No housing development areas should be permitted near the works in order to completely eliminate dangers to human health.
4. Under no circumstances whatsoever may drinking water and sewage water be transported in the same vehicles.
5. Construction of an efficient laboratory should be effected for the examination of sewage water in regard to its bacterial and viral pathogenic organisms.
6. It should be examined as to whether the chlorination of the sewage water can be eliminated or supplemented by UV radiation. In the case of chlorination unwanted chlorinated compounds of an organic nature can be created which can cause damage to both humans and their environment.

XI. Summary

In 1981 a cholera epidemic broke out in Amman in which cholera vibrio were determined in the receiving water (seil) of the sewage treatment plant. The cause of the epidemic proved to be unsufficient contact time of the chlorine in the secondary effluent of the sewage treatment plant. The extention of the contact time carried out subsequent to this showed better results in the sewage water germ content. However, it was only the further extention of the chlorine-sewage water contact time, which was carried out at different times of the year and day within the scope of this examination, that showed a significant reduction of the E. coli content of the sewage water. According to these results, it can be expected that the pathogenic agents of intestinal diseases such as salmonella typhi, paratyphi and vibrio cholerae can also be destroyed. As to whether the enteroviruses also present in the sewage water can be inactivated for this determination, further study should be made.

From literature available and the results of our own examinations, recommendations were made. The drinking water supply for the city of Amman is to be improved and the sewage treatment to be optimized. The incorporation of an efficient laboratory is one of the prerequisites for the avoidance of epidemics in future. Disinfection with chlorine should, as a result of its secondary reaction products, not be regarded as a permanent solution. The alternative or additional use of UV radiation as seen as being a possibility.

L e b e n s l a u f

Am 17. März 1942 wurde ich als Sohn des Richters Abdulkarim Hadidi und seiner Ehefrau Lutfiya, geb. Bustami, in Jerash/Jordanien, geboren.

1949 wurde ich eingeschult und bestand im Juli 1960 das jordanische Abitur (Matric) am Hussein College in Amman. Nach Ablauf des Vorstudiums absolvierte ich an der Johannes Gutenberg-Universität in Mainz von 1962 bis 1969 mein Medizinstudium. Am 27.6.1969 legte ich dort die ärztliche Prüfung ab.

Nach Ablauf der Medizinalassistentenzeit (Chirurg. u. Innere Medizin) erhielt ich am 15.9.1970 die Approbation als Arzt. Ich war weiterhin auf dem Gebiet der Inneren Medizin bis 31.3.1971 tätig. Vom 1.4.1971 bis zum 31.12.1972 machte ich einen speziellen mikrobiologischen Ausbildungskurs am Landesmedizinaluntersuchungsamt in Berlin, um im Rahmen der Entwicklungshilfe für Jordanien hygienisch-mikrobiologische Laboratorien durch den Berliner Senat aufzubauen.

Vom 1.1.1973 bis 21.5.1983 war ich als Leiter der obengenannten Laboratorien bei der Stadtverwaltung von Amman angestellt. Ich übte meinen Beruf als praktischer Arzt in Form einer Nebentätigkeit während dieser Zeit weiter aus. Zusätzlich arbeitete ich als Berater für das Wasseramt in Amman, wo ich das bakteriologische Labor gründete und später die Ergebnisse beaufsichtigte.

Seit 1965 bin ich mit einer deutschen Frau verheiratet und habe drei Kinder.

Es ist mir ein Bedürfnis, Herrn Prof. Dr. J. Borneff für die wertvollen Anregungen während dieser Arbeit und das Interesse an ihr meinen ergebensten Dank auszusprechen.

